Analyse comparée des effets de la projection hydraulique d'un mélange grainier et du paillage d'inflorescences de stipe calamagrostide (Achnatherum calamagrostis) sur la recolonisation végétale des carrières du Salève

Autor(en): **Pénault-Travaillé, Millo / Frossard, Pierre-André / Prunier, Patrice**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Archives des sciences [2004-ff.]**

Band (Jahr): **70 (2018)**

Heft 1-2

PDF erstellt am: **25.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-825749

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Analyse comparée des effets de la projection hydraulique d'un mélange grainier et du paillage d'inflorescences de stipe calamagrostide (*Achnatherum calamagrostis*) sur la recolonisation végétale des carrières du Salève

Millo PÉNAULT-RAVAILLÉ[1*], Pierre-André FROSSARD[1] et Patrice PRUNIER[1]

Résumé

*L'écologie de la restauration est une discipline scientifique et technique en plein développement où la recherche appliquée permet d'affiner les modalités employées pour assurer la reconstitution écosystémique de milieux dégradés. À Etrembières, en Haute-Savoie, l'exploitation de la roche calcaire du flanc ouest du Salève a provoqué des ruptures perceptibles dans le paysage ainsi qu'une mise à nu du substratum. Depuis mai 2015, des recherches sont menées sur la végétalisation de ces néo-biotopes à partir de matériel végétal constitué d'espèces indigènes et locales. La comparaison entre l'ensemencement d'un mélange grainier constitué sur mesure et le paillage d'inflorescences de stipe calamagrostide (*Achnatherum calamagrostis *(L.) P. Beauv.) a permis de constater certaines tendances sur la recolonisation végétale des carrières du Salève. Trois ans après, le taux de recouvrement de la végétation mesuré au sein des placettes ensemencées est satisfaisant sur les secteurs stabilisés (52 %), mais est plus faible dans les zones d'éboulis instables (12 %). Il est également faible au sein des surfaces paillées (21 %). Globalement, les espèces adventices et néophytes assurent un recouvrement faible (inférieur à 2 %). Par ailleurs, la richesse spécifique recensée au sein des différentes placettes est semblable à celle du milieu naturel de référence : l'éboulis calcaire thermophile (*Achnatheretum calamagrostis*). Assurer un recouvrement initial les premières années suivant la mise à nu du substrat permet ainsi d'amorcer la recolonisation végétale avec des espèces indigènes vers des milieux herbacés ouverts secs à forte valeur patrimoniale.*

Mots-clés : *bio-ingénierie, génie végétal, restauration, écosystèmes dégradés, carrières de roche massive, espèces herbacées locales*

Introduction

Les gestionnaires chargés de la réhabilitation de carrières en fin d'activité sont confrontés à différentes demandes : sécuritaires, socio-économiques, patrimoniales et/ou éthiques (Donadieu 2002). D'une part, lorsqu'une falaise est exploitée, l'instabilité des fronts de taille et des éboulis peut menacer les biens et personnes (Evrard et Laviron 1984). D'autre part, la législation française impose depuis 1970 la remise en état de carrières en fin d'exploitation (Galin 1984). Les groupes sociaux concernés sont souvent deman-

[1] *HEPIA (Haute Ecole du Paysage d'Ingénierie et d'Architecture), Institut Terre Nature Environnement, Groupe EVA (écologie végétale appliquée à l'aménagement et la conservation)*

* Email : millo.penault-ravaille@hesge.ch

deurs d'une reconstitution des paysages historiques (Décamps et Lesaffre 2002). Enfin, les milieux pionniers de carrières offrant des habitats de substitution pour de nombreuses espèces animales et végétales, la valorisation du potentiel écologique de ces sites est susceptible de favoriser la biodiversité régionale (y compris des espèces à valeur patrimoniale) (Ratcliffe 1974; Gray 1982; Ranson et Doody 1982).

Les sites de carrières présentent des conditions écologiques extrêmes: les sols y sont squelettiques, pauvres en nutriments et en matière organique, soumis à des périodes de sécheresses intenses et peuvent être perturbés par la chute de blocs (Goodman 1974; Johnson et Bradshaw 1979; Gentili et al. 2011). De plus, les terrains pentus à nu sont très sensibles à l'érosion et au ruissellement (Moreno-de Las Heras et al. 2008; Prach et Hobbs 2008). Soumise à ces contraintes, la recolonisation spontanée de la végétation peut prendre plusieurs dizaines d'années avant d'atteindre les premiers stades post-pionniers (Boulet 1996; Wiegleb et Felinks 2001) et ce, d'autant plus lorsque les sites à restaurer sont éloignés des foyers d'espèces natives et que des espèces rudérales et/ou invasives se développent à proximité (Hodačová et Prach 2003; Baasch et al. 2012). Certains auteurs observent même que l'évolution d'écosystèmes «gravement dégradés» vers des états préexistants ou le passage à de nouveaux états de référence n'est plus possible sans intervention humaine, au-delà d'un certain seuil d'irréversibilité (Aronson et al. 1995).

De nombreuses études sur les carrières démontrent que laisser s'opérer la recolonisation végétale spontanée demeure le meilleur moyen pour permettre un retour de communautés végétales riches en espèces, y compris en espèces rares (Prach et Pyšek 2001; Kirmer et al. 2008; Tropek et al. 2010). Cependant la recolonisation spontanée de la végétation seule ne permet pas toujours de répondre aux demandes sociétales évoquées précédemment (Wells et al. 1981; Gray 1982). Dans ce contexte, l'intervention humaine est alors requise. Elle correspond à une restauration au sens strict (ou à une réhabilitation) lorsqu'un retour à un écosystème préexistant ou un état alternatif stable est visé, ou à une réaffectation, si une réorientation de la dynamique végétale prenant en compte un nouvel usage est souhaitée (Aronson et al. 1995). Le succès de ces opérations est assuré, soit en reconstituant des conditions favorables au développement de la végétation spontanée, soit en implantant des végétaux (Humphries 1981; Prach et Hobbs 2008; Baasch et al. 2012). Dans les deux cas, s'appuyer sur les processus naturels de recolonisation des milieux pionniers locaux est indispensable si l'on souhaite rationaliser les moyens techniques à mettre en œuvre (Décamps et Lesaffre 2002; Walker et al. 2007).

Ces dernières décennies, les travaux de végétalisation réalisés sur substrats minéraux bruts, principalement basés sur l'ensemencement de quelques cultivars d'espèces compétitives (souvent *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata*) associés à des techniques pour enrichir le substrat ont rapidement montré leurs limites (Scullion 1992; Conrad et Tischew 2011; Török et al. 2011). La végétation se développant est souvent riche en espèces rudérales et néophytes, le potentiel de recolonisation local ne permet pas toujours un retour des espèces natives et la trajectoire des successions végétales s'en retrouve ralentie ou déviée (Prach 2003; Walker et al. 2004). Par ailleurs, l'introduction d'espèces végétales indigènes, mais non locales, peut affecter la vitalité des populations en place et leur succès d'implantation sur le long terme est faible lorsqu'elles ne sont pas adaptées à la rusticité des néo-biotopes de carrières (Joshi et al. 2001; Hufford et Mazer 2003).

Plusieurs recherches soulignent l'importance des modalités techniques de végétalisation mises en œuvre sur la nature des futures communautés végétales. Le couvert initial assuré par un matériel biodégradable (géotextile, mulch, etc.) et/ou par l'introduction d'une diversité d'espèces adaptées aux conditions écologiques locales, favorise les espèces natives présentes dans le milieu reconstitué. Production de biomasse et recouvrement végétal plus conséquents assurent donc une protection du sol plus efficace contre l'érosion et le ruissellement (Jongepierova et al. 2007; Quijas et al. 2010)

Aux abords de l'agglomération Genevoise, l'exploitation de la roche calcaire du flanc ouest du Salève a été conditionnée à une réhabilitation des continuités paysagères d'ici 2033 (arrêté préfectoral n° 2009-990). La présente étude, conduite dans le cadre d'une collaboration entre la société des carrières d'Étrembières, le Syndicat Mixte du Salève et le groupe de recherche d'écologie végétale appliquée d'HEPIA, est issue de cette obligation.

	Texture (%)					EG (%)	Concentration en nutriments (mg/kg)				pH	M.O (%)
	Sables		Limons		Argiles		P	K	Mg	Ca		
	Fins	Grossiers	Fins	Grossiers								
Site hp	15,4	47,4	18,6	9,0	9,6	88,3	1	68,1	3,0	186	8,1	1,7
Site bp	13,1	56,0	15,6	7,3	8,0	81,7	<0,7	60,8	3,7	182	8,0	1,6
Réf	13,8	55,0	14,5	7,6	9,0	87,2	<0,7	12,8	2,8	186	8,0	2,0

Elle vise depuis 2015 à tester différentes techniques de végétalisation avec des espèces indigènes locales. Il s'agit plus précisément de comparer l'effet de l'ensemencement hydraulique d'un mélange d'espèces indigènes élaboré sur mesure et d'un paillage d'inflorescences de stipes calamagrostides (*Achnatherum calamagrostis*) sur le processus de recolonisation de la végétation.

Matériels et méthodes

Site d'étude

Les carrières d'Étrembières sont localisées en Haute-Savoie au pied du Salève. Le site expérimental se situe en marge du cœur de l'exploitation, en pied de falaise, sur substrat calcaire naturel, dans un secteur voué à la réhabilitation. Situé à 455 m d'altitude, avec une pente moyenne d'environ 70%, ce versant est exposé nord-ouest. Les pentes sont colonisées par la stipe calamagrostide (*Achnatherum calamagrostis* (L.) P. Beauv), sur des zones d'éboulis. Les essais de végétalisation ont été réalisés au sein d'un tronçon d'éboulis remis à nu en 2014 sur 4300 m^2 suite à un glissement de terrain. Le sol du site est constitué en moyenne de 86% d'éléments grossiers et 14% d'éléments fins. Parmi ces derniers, la part de sables est de 65,9%, celle de limons de 25,2% et d'argiles de 8,8%. La part de matière organique est faible (1,65%). Avec une valeur de 8, le pH est nettement basique (Table 1.)

Végétation de référence

En vue d'étudier les possibilités d'amorcer la recolonisation végétale du site d'étude, de maintenir son caractère ouvert et d'obtenir une valeur patrimoniale élevée (habitat d'intérêt communautaire selon la directive 92/43/CEE), l'association végétale de l'éboulis calcaire thermophile (*Achnatheretum calamagrostis*) a été définie comme le milieu naturel de référence aux expérimentations. D'après des relevés floristiques linéaires et exhaustifs

Table 1. Résultats des analyses de sol du site d'étude – **M.O:** matière organique – **pH:** potentiel hydrogène – **EG:** éléments grossiers (> 2 mm) – **hp:** haut de pente – **bp:** bas de pente – **Réf:** écosystème de référence [Source: laboratoire d'analyse des sols d'HEPIA, filière agronomie (31.07.2015)]

Table 2. Résultats des relevés floristiques linéaires et exhaustifs réalisés au sein du milieu naturel de référence [Source: Greulich et Prunier (29.05.2013)] et composition du mélange grainier retenu – **Rec. (%):** taux de recouvrement de la végétation relevée – **Mélange (%):** proportion de l'espèce dans le mélange grainier – **Nom d'espèce en gras**: espèce intégrée pour le mélange grainier – **Nom sp***: espèce néophyte – **Ps**: espèce des pelouses sèches – **Pr**: espèce des prairies maigres – **Ro**: espèce des milieux rocheux (dalles et éboulis) – **Fo**: espèce des formations ligneuses – **Ru**: espèce rudérale.

Espèce (nom scientifique)	Rec. (%)	Mélange (%)	Milieu
Poacées			
***Achnatherum calamagrostis* (L.) P. Beauv.**	43,5	0,9	Ro
***Bromus erectus* Huds. s.str.**	0	36	Ps
***Festuca laevigata* Gaudin s.str.**	0	34	Ps
***Helictotrichon pubescens* (Huds.) Pilg.**	0	10	Ps
***Poa compressa* L.**	0	5	Ro
***Sesleria caerulea* (L.) Ard.**	< 1	2	Ps
Fabacées			
***Anthyllis vulneraria* subsp. *carpatica* (Pant.) Nyman**	0	2	Ps
***Hippocrepis comosa* L.**	0	0,7	Ps
***Lotus corniculatus* L.**	0	1	Ru
Autres dicotylédones			
Acer opalus Mill.	1	0	Fo
Arabis scabra All.	< 1	0	Ro
Athamanta cretensis L.	< 1	0	Ro
Buddleja davidii Franch.*	< 1	0	Ru
***Campanula rotundifolia* L.**	2,5	0,2	Ps
Carduus defloratus L. s.str.	< 1	0	Ro
Carex flacca Schreb.	< 1	0	Pr
***Centaurea scabiosa* L. s.l.**	0	2	Ps
Clematis vitalba L.	< 1	0	Fo
***Dianthus sylvestris* Wulfen**	0	0,5	Ps
***Epilobium rosmarinifolium* Haenke**	0	0,3	Ro
Galium album Mill.	< 1	0	Pr
Globularia cordifolia L.	< 1	0	Ro
Hieracium bifidum aggr.	< 1	0	Ps
Hieracium glaucum All.	< 1	0	Ro
Laburnum anagyroides Medik.	< 1	0	Fo
Lavandula angustifolia Mill.*	< 1	0	Ro
***Leontodon hispidus* subsp. *hyoseroides* (Rchb.) Murr**	< 1	0,1	Eb
***Leucanthemum adustum* (W. D. J. Koch) Gremli**	0	0,4	Ps
***Plantago lanceolata* L.**	0	1,1	Ru
Primula vulgaris Huds.	0	0	Fo
Rhamnus alpina L.	< 1	0	Fo
***Sanguisorba minor* Scop. s.str.**	< 1	2,0	Ps
Sedum rupestre aggr. sensu Heitz	0	0	Fo
Sesleria caerulea (L.) Ard.	< 1	0	Ps
***Silene vulgaris* (Moench) Garcke s.str.**	0	1,3	Ru
Sorbus aria (L.) Crantz	< 1	0	Fo
***Stachys recta* L. s.str.**	0	0,5	Ps
Thymus praecox Opiz s.str.	< 1	0	Ps
Tilia platyphyllos Scop.	< 1	0	Fo

réalisés au sein du milieu naturel de référence (Greulich et Prunier 2013), les éboulis naturels jouxtant le site d'étude, avec un recouvrement de la végétation de 48%, sont piquetés de touffes de stipe calamagrostide, assurant 90% de ce recouvrement. D'autres espèces pionnières occupent ponctuellement les interstices, et notamment la campanule à feuille ronde (*Campanula rotundifolia* L.) avec un recouvrement de 2,5%. Un total de 25 espèces a été recensé, dont une espèce à valeur patrimoniale locale, l'arabette scabre (*Arabis scabra* All) (Jordan 2015) et deux espèces exotiques, la lavande à feuille étroites (*Lavandula angustifolia* Mill.) et le buddleja de David (*Buddleja davidii* Franch.) (Table 2) (Greulich et Prunier 2013).

Placettes et modalités expérimentales

De précédents essais de végétalisation (ensemencement et paillage) ont montré l'intérêt de la stipe calamagrostide pour des projets de restauration (Crosaz 1995). Grâce à son enracinement en surface comme en profondeur (jusqu'à 1 m), sa bonne résistance à la traction et son port cespiteux, elle assure une stabilisation du versant (Schiechtl 1973; Burylo et al. 2012). En piégeant les éléments fins, en produisant des chaumes s'accumulant au sol une fois secs et en apportant ombrage et fraicheur, elle offre des conditions favorables au développement d'autres espèces et amorce donc la recolonisation végétale. Outre ces avantages bio-techniques, la stipe calamagrostide est très tolérante à la sécheresse et se développe bien sur des substrats grossiers (Bonin et al. 2013). Dans le cadre de notre étude, le développement des techniques de végétalisation (ensemencement hydraulique et paillage d'inflorescences de stipes) s'est basé sur l'utilisation de cette espèce et/ou sur les caractéristiques végétales de l'éboulis calcaire thermophile. Au sein de la partie récemment mise à nue, une placette expérimentale de 65 m² a été disposée en haut de pente au sein du secteur paillé (placette **P**) et deux autres placettes au sein de la zone semée: une en haut de pente à proximité de la placette **P** (placette **E-hp**) et une en bas de pente sur une partie d'éboulis non stabilisé (placette **E-bp**).

Placette P: Paillage d'inflorescences

Les inflorescences de stipe calamagrostide ont été récoltées au sein des populations environnantes et stockées durant l'automne 2014. Un paillage de ces inflorescences a été plaqué au sol le 30.04.2015 à une densité de 750 g/m² (soit 250 pièces/m²) par un géotextile biodégradable de coco tissé de type « Relianz AG, Sifor RZ5 » et fixé à l'aide d'agrafes en fer à béton et d'un treillage en fil de fer attaché à des pieux (Fig. 1).

Placettes E-hp et E-bp: Ensemencement

Le mélange grainier retenu est constitué à 88% de 6 espèces de poacées, à 4% de 3 espèces de fabacées et à 8% de 10 espèces d'autres dicotylédones (Table 2). Parmi ces espèces, 3 sont typiques de l'écosystème de référence et leurs graines ont été récoltées manuellement dans les environs: la stipe calamagrostide, le liondent hyoséroïde (*Leontodon hispidus* subsp. *hyoseroides* (Rchb.) Murr) et l'épilobe romarin (*Epilobium rosmarinifolium* Haenke). Les autres espèces sélectionnées sont plutôt présentes dans des pelouses sèches ou des prairies maigres. Bien qu'elles ne soient pas typiques d'éboulis, ces espèces indigènes ont pour vocation d'orienter la recolonisation végétale dans la trajectoire souhaitée. Un ensemencement hydraulique a été projeté le 04.05.2015 à une densité de 4 g/m² au sein de deux placettes et sur le restant des surfaces mises à nue (Fig. 2). Les semences ont été mélangées à un agent adhésif de liaison composé d'une base organique d'origine végétale naturelle, une couverture de mulch d'origine végétale et un engrais starter.

Suivi de la recolonisation végétale

De 2015 à 2017, un suivi annuel du développement de la végétation a été réalisé au sein du site d'étude (en juin 2015, décembre 2016 et juin 2017). Un quatrième

Fig. 1. Paillage d'inflorescences de stipes calamagrostides sous un géotextile fixé (30.04.2015).

Fig. 2. Projection hydraulique du mélange grainier constitué à l'aide d'une lance à eau (04.05.2015).

relevé a été réalisé en septembre 2017 pour compléter les données. La richesse spécifique et le taux de recouvrement ont été mesurés au sein des placettes expérimentales à l'aide d'un relevé floristique exhaustif et d'un transect de 100 points selon la méthode des points quadrats (Daget et Poissonet 1971).

Résultats

Placette P : paillage d'inflorescences

En septembre 2017, le taux de recouvrement de la végétation est de 21 % sur la placette P. Ce couvert végétal est occupé à 38 % par la stipe calamagrostide (soit 8 % de la surface de la placette), à 52 % par les espèces indigènes (soit 11 % de la surface de la placette) et par les espèces adventices et néophytes couvrant 2 % de la surface de la placette (Fig. 3). Les trois espèces dominantes sont la stipe calamagrostide avec un taux de recouvrement de 8 %, le brome dressé (*Bromus erectus* Huds. s.str.) avec 4 % et la fétuque courbée (*Festuca laevigata* Gaudin s.str.) avec 4 % également. On note sur les 4 campagnes de relevés un total de 29 espèces. Parmi elles, 7 espèces indigènes figurent sur la liste du mélange grainier testé sur la placette voisine et assurent un recouvrement de 8 % de la surface de la placette. En outre, 16 espèces indigènes sont nouvelles et occupent un recouvrement de 3 % de la surface de la placette. On compte également 2 espèces néophytes, le buddleja de David et la vergerette annuelle (*Erigeron annuus* (L.) Desf. s.l.), ainsi que 3 espèces adventices telles que la moutarde des champs (*Sinapis arvensis* L.) ou le laiteron rude (*Sonchus asper* Hill) (Table 3). Par ailleurs, il est possible d'apercevoir, parmi la végétation émergeant des mailles du géotextile, une diversité de formes végétales et une bonne vitalité des individus (Fig. 4).

Placette E-hp : ensemencement hydraulique

En septembre 2017, le taux de recouvrement de la végétation estimé est de 52 % sur la zone stable semée en haut de pente (placette **E-hp**). Ce couvert est assuré à 98 % par les espèces indigènes ensemencées (soit

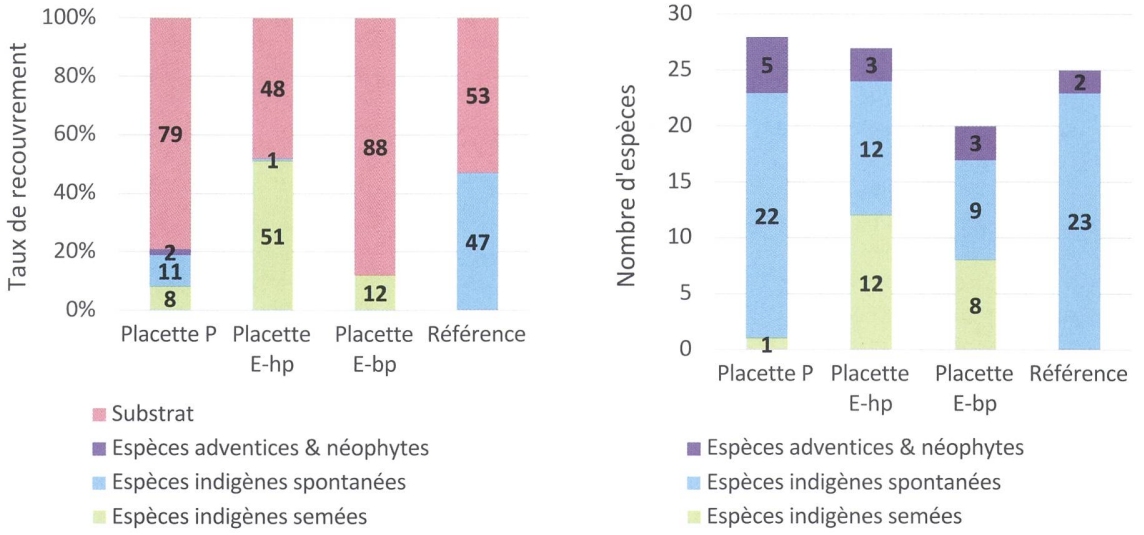

Fig. 3. (a) Taux de recouvrement relevés en 2017 (b) Richesse spécifique relevée de 2015 à 2017 sur l'ensemble des placettes et au sein du milieu naturel de référence

Fig. 4. Physionomie générale de la végétation de la placette P.

51 % de la surface de la placette) et à 2 % par des espèces indigènes spontanées (soit 1 % de la surface de la placette) (Fig. 3). Les trois espèces dominantes sont la fétuque courbée avec un taux de recouvrement de 32 %, le brome dressé avec 7 % et le pâturin compressé (*Poa compressa* L.) avec 10 %. Ces espèces assurent un recouvrement ras, lâche et homogène sur l'ensemble du site ; les autres espèces sont implantées ponctuellement. On note sur les 4 campagnes de relevés, un total de 27 espèces. Parmi les espèces indigènes, 12 figurent sur la liste du mélange grainier testé et 12 sont spontanées (Table 4). Certaines espèces semées n'ont pas été retrouvées : la centaurée scabieuse (*Centaurea scabiosa* L. s.str.), l'œillet des rochers (*Dianthus sylvestris* Wulfen), l'épilobe romarin (*Epilobium rosmarinifolium* Haenke), l'avoine pubescente (*Helictotrichon pubescens* (Huds.) Pilg.), le liondent hyoséroïde (*Leontodon hispidus* subsp. *hyoseroides* (Rchb.) Murr) et l'épiaire droite (*Stachys recta* L. s.str.). On note par ailleurs la présence de 2 espèces adventices : la moutarde des champs et le laiteron rude. Enfin, parmi le couvert homogène de la végétation, les individus en place sont globalement chétifs et à feuilles peu développées (Fig. 5).

Placette E-bp : ensemencement hydraulique

Le taux de recouvrement de la végétation mesuré en septembre 2017 est de 12 % sur la zone semée instable

Espèce (nom scientifique)	Rec. (%) 2015	2016	2017	2017[2]	Type sp
Espèce semée					
***Achnatherum calamagrostis* (L.) P. Beauv.**	< 1	9	15	8	Ind
Sous-total espèce indigènes semées	< 1	9	15	8	1 sp
Espèces spontanées (liste du mélange grainier)					
Anthyllis vulneraria subsp. *carpatica* (Pant.) Nyman	0	0	< 1	0	Ind
***Bromus* erectus Huds. s.l.**	< 1	5	3	4	Ind
Campanula rotundifolia L.	0	0	< 1	0	Ind
***Festuca laevigata* Gaudin s.l.**	< 1	5	0	4	Ind
Leontodon hispidus subsp. *hyoseroides* (Rchb.) Murr	0	0	1	0	Ind
***Poa compressa* L.**	0	0	2	0	Ind
***Sanguisorba minor* Scop. s.str.**	< 1	0	3	0	Ind
Sous-total espèces indigènes du mélange	< 1	10	9	8	7 sp
Espèces spontanées					
Acer opalus Mill.	0	0	< 1	1	Ind
Arrhenatherum elatius (L.) J. et C. Presl	0	0	< 1	0	Ind
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P. Beauv.	0	0	0	< 1	Ind
Buddleja davidii Franch.	0	0	< 1	1	Néo
Daucus carota L.	0	0	0	< 1	Adv
Erigeron annuus (L.) Desf. s.str.	0	0	0	1	Néo
Festuca arundinacea Schreb. s.l.	0	0	0	1	Ind
Galeopsis angustifolia Hoffm.	0	0	0	< 1	Ind
Helleborus foetidus L.	0	0	< 1	< 1	Ind
Hieracium staticifolium All.	0	0	0	< 1	Ind
Hypericum perforatum L. s.l.	0	0	0	< 1	Ind
Linum catharticum L.	0	0	0	< 1	Ind
Pimpinella saxifraga aggr.	0	1	0	1	Ind
Plantago major L. s.l.	0	0	0	< 1	Ind
Scabiosa columbaria L. s.l.	0	0	0	< 1	Ind
Sedum album L.	0	0	0	< 1	Ind
Sinapis arvensis L.	0	0	< 1	0	Adv
Sonchus asper Hill	0	0	< 1	0	Adv
Taraxacum officinale aggr.	0	0	0	< 1	Ind
Torilis japonica (Houtt.) DC.	0	0	0	< 1	Ind
Tussilago farfara L.	0	0	0	< 1	Ind
Sous-total espèces indigènes spontanée	0	1	< 1	3	16 sp
Sous-total espèces adventices et néophytes	0	0	< 1	2	5 sp
Total	**< 1**	**19**	**24**	**21**	**29 sp**

Table 3. Composition spécifique et taux de recouvrement des espèces végétales de la placette P – **sp** : espèce – **en gras** : espèce au taux de recouvrement > 1 % – **Ind** : espèce indigène – **Adv** : espèce adventice – **Néo** : espèce néophyte.

Fig. 5. Physionomie générale de la végétation de la placette E-hp.

en bas de pente (placette **E-bp**). Il est uniquement occupé par les espèces indigènes ensemencées. Les trois espèces dominantes sont le brome dressé avec un taux de recouvrement de 4%, la fétuque courbée de 3% et la stipe calamagrostide de 3%. Un total de 21 espèces a été observé sur les 3 ans de relevés. Parmi les 17 espèces indigènes observées, 8 figurent sur la liste du mélange grainier et 9 sont nouvelles (Table 5). Des espèces semées n'ont pas été retrouvées: l'avoine pubescente, la seslerie bleuâtre (*Sesleria caerulea* (L.) Ard.), le lotier corniculé (*Lotus corniculatus* L.), la campanule à feuilles rondes (*Campanula rotundifolia* L.), la centaurée scabieuse, l'oeillet des rochers, l'épilobe romarin, le liondent hyoséroïde et l'épiaire droite (Table 2). Globalement, la végétation de la placette B-bp est peu développée: les graminées et quelques dicotylédones se développent ponctuellement. Les individus sont globalement chétifs et forment des touffes isolées (Fig. 6).

Espèce (nom scientifique)	Rec. (%) 2015	2016	2017	2017[2]	Type sp
Espèces du mélange					
Achnatherum calamagrostis (L.) P. Beauv.	< 1	1	1	1	Ind
***Anthyllis vulneraria* subsp. *carpatica* (Pant.) Nyman**	< 1	3	1	1	Ind
***Bromus erectus* Huds. s.l.**	< 1	7	5	7	Ind
Campanula rotundifolia L.	0	0	0	< 1	Ind
***Festuca laevigata* Gaudin s.l.**	< 1	21	22	32	Ind
Hippocrepis comosa L.	0	0	< 1	< 1	Ind
Leucanthemum adustum (W. D. J. Koch) Gremli	0	0	< 1	< 1	Ind
Lotus corniculatus L.	0	0	< 1	< 1	Ind
Plantago lanceolata L.	< 1	1	< 1	< 1	Ind
***Poa compressa* L.**	0	8	9	10	Ind
Sanguisorba minor Scop. s.str.	< 1	0	< 1	< 1	Ind
Sesleria caerulea (L.) Ard.	< 1	0	0	0	Ind
Sous-total espèces indigènes du mélange	< 1	41	38	51	12 sp
Espèces spontanées					
Acer opalus Mill.	0	0	< 1	< 1	Ind
Achillea millefolium L. s.l.	0	0	0	< 1	Ind
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P. Beauv.	0	0	0	< 1	Ind
Buddleja davidii Franch.	0	0	< 1	< 1	Néo
Dactylis glomerata L.	0	0	0	< 1	Ind
Festuca arundinacea	0	4	0	1	Ind
Hieracium amplexicaule L.	0	0	< 1	0	Ind
Hippocrepis emerus (L.) Lassen	0	0	< 1	0	Ind
Pimpinella saxifraga aggr.	0	0	< 1	0	Ind
Sedum album L.	0	0	0	< 1	Ind
Scabiosa columbaria L. s.l.	0	0	< 1	0	Ind
Sinapis arvensis L.	0	0	< 1	0	Adv
Sonchus asper Hill	0	0	< 1	0	Adv
Torilis japonica (Houtt.) DC.	0	0	< 1	0	Ind
Tussilago farfara L.	0	0	0	< 1	Ind
Sous-total espèces indigènes spontanée	0	4	< 1	1	12 sp
Sous-total espèces adventices et néophytes	0	0	< 1	< 1	3 sp
Total	**< 1**	**45**	**38**	**52**	**27 sp**

Table 4. Composition spécifique et taux de recouvrement des espèces végétales de la placette E-hp – **sp**: espèce – **en gras**: espèce au taux de recouvrement > 1% – **Ind**: espèce indigène – **Adv**: espèce adventice – **Néo**: espèce néophyte.

En synthèse, le taux de recouvrement de la végétation au sein de la placette semée hydrauliquement en haut de pente (**E-hp**) est sensiblement le même que le milieu naturel de référence (5% de plus). Il est par ailleurs 2,5 fois plus important qu'au sein de la placette **P**, et 4,3 plus important qu'au sein de la placette semée hydrauliquement en bas de pente (**E-bp**). Le couvert végétal y est plus homogène qu'au sein des deux autres placettes. Les individus développés sont chétifs au sein des placettes **E-hp** et **E-bp** alors qu'ils sont plus robustes au sein de la placette **P**. La stipe calamagrostide, présente au sein des trois placettes, occupe un recouvrement plus important au sein de la placette **P** (8%), puis de la placette **E-bp** (3%) et ne couvre que 1% de la placette **E-hp**. Ce recouvrement reste 5,4 à 43,5 fois inférieur à celui du milieu naturel de référence. Le nombre d'espèces

Fig. 6. Physionomie générale de la végétation de la placette E-bp.

recensées au sein des placettes **E-hp** et **P**, est supérieur à celui du milieu de référence (2 à 4 espèces de plus) alors qu'il est inférieur au sein de la placette **E-bp**. On trouve une part d'espèces indigènes plus importante au sein de la placette **P** (10 à 13 espèces de plus). Parmi ces espèces, 27 % figurent sur la liste du mélange grainier semé au sein de la placette **E-hp**. La part d'espèces adventices et néophytes y est plus élevée (2 à 3 espèces de plus) et elles occupent un recouvrement plus important (2 % de plus en 2017).

Sur l'ensemble des placettes, ce sont les espèces figurant dans la liste du mélange semé qui occupent la majorité du couvert de la végétation (en moyenne 90 %).

Discussion

Les 3 années de suivi de la présente étude démontrent que le paillage d'inflorescences de stipe calamagrostide, technique analogue à la fleur de foin, servant à la fois de couverture et de matériel grainier, et l'ensemencement hydraulique d'un mélange grainier d'espèces adaptées aux conditions écologiques des substrats secs et pauvres des carrières, ont favorisé la recolonisation de la végétation indigène. Cette dernière occupe néanmoins un recouvrement plus important au sein des surfaces stables ensemencées (50 %), qu'au sein de la zone paillée (19 %) et des surfaces instables ensemencées (12 %). L'ensemencement hydraulique fournit les meilleurs résultats en termes de recouvrement lorsque le terrain est stabilisé. Il est en grande partie amené par la fétuque courbée qui occupe 32 % de ces surfaces. Par ailleurs, les espèces spontanées sont plus nombreuses au sein de la placette paillée.

Bien que l'évolution de la végétation soit lente et instable sur les substrats bruts de carrière et que les caractéristiques de la végétation 3 ans après les travaux de restauration ne soient pas représentatives de celles des communautés végétales pouvant se former sur le long terme (Martínez-Ruiz et al. 2007 ; Tischew et Kirmer 2007 ; Prach et Hobbs 2008), il demeure possible, avec le jeu de données actuel, d'observer des tendances sur l'effet « court terme » des techniques testées.

	Rec. (%)				Type sp
Espèce (nom scientifique)	2015	2016	2017	2017[2]	
Espèces du mélange					
Achnatherum calamagrostis (L.) P. Beauv.	0	3	0	3	Ind
Anthyllis vulneraria subsp. *carpatica* (Pant.) Nyman	0	0	< 1	< 1	Ind
***Bromus erectus* Huds. s.l.**	0	6	8	4	Ind
***Festuca laevigata* Gaudin s.l.**	0	3	3	3	Ind
Hippocrepis comosa L.	0	0	0	1	Ind
Leucanthemum adustum (W. D. J. Koch) Gremli	0	0	< 1	< 1	Ind
***Poa compressa* L.**	0	1	5	1	Ind
Sanguisorba minor Scop. s.str.	< 1	1	0	< 1	Ind
Sous-total espèces indigènes du mélange	**< 1**	**14**	**16**	**12**	**8 sp**
Espèces spontanées					
Acer opalus Mill.	0	0	< 1	0	Ind
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P. Beauv.	0	0	0	< 1	Ind
Agrostis stolonifera L.	0	0	0	< 1	Ind
Buddleja davidii Franch.	0	0	< 1	0	Néo
Chaenorrhinum minus (L.) Lange	0	0	0	< 1	Ind
Helleborus foetidus L.	0	0	< 1	< 1	Ind
Linum catharticum L.	0	0	1	0	Ind
Pimpinella saxifraga aggr.	0	0	< 1	0	Ind
Plantago media L.	0	0	< 1	0	Ind
Reseda lutea L.	0	0	< 1	0	Adv
Sinapis arvensis L.	0	0	0	< 1	Adv
Tussilago farfara L.	0	0	1	0	Ind
Sous-total espèces indigènes spontanée	**0**	**0**	**2**	**< 1**	**9 sp**
Sous-total espèces adventices et néophytes	0	0	< 1	< 1	3 sp
Total	**< 1**	**14**	**18**	**12**	**20 sp**

Table 5. Composition spécifique et taux de recouvrement des espèces végétales de la placette E-bp – **sp** : espèce – **en gras** : espèce au taux de recouvrement > 1 % – **Ind** : espèce indigène – **Adv** : espèce adventice – **Néo** : espèce néophyte.

Constat 1
Au bout de trois ans, le mélange grainier semé a permis le développement d'une végétation au taux de recouvrement semblable à celui du milieu naturel de référence sur les éboulis stabilisés. Son efficacité sur des terrains instables est en revanche limité. L'érosion et le ruissellement trop importants dans ce cas, limitent la recolonisation végétale (Muzzi et al. 1997). Certaines études démontrent que les résultats sur la reprise de la végétation peuvent être largement améliorés si on combine cette technique avec un dépôt de mulch (Muzzi et al. 1997) et/ou un travail préalable du sol et/ou la pose d'un géotextile (Bagnaresi et al. 1992).

Constat 2
Une fois développées, les espèces ensemencées limitent l'arrivée de nouvelles espèces, que ce soit des espèces cibles ou des espèces rudérales (Hector et al. 2001 ; Ruijven et al. 2003 ; Fargione et Tilman 2005). En revanche, le fait d'introduire de nouvelles espèces permet de combler le manque d'espèces indigènes capable de recoloniser spontanément les sites à restaurer (Bakker et al. 1996 ; Bullock et al. 2002 ; Bossuyt et Honnay 2008).

Constat 3
Compte-tenu de la densité à laquelle elles ont été semées, des poacées telles que la fétuque courbée, le pâturin compressé, le brome dressé et la stipe calamagrostide ont un taux de reprise plus important que les autres espèces. L'usage de la fétuque courbée et du pâturin compressé pour l'ensemencement hydraulique a assuré un recouvrement efficace de la végétation les premières années. En revanche, la seslérie bleuâtre n'est présente que ponctuellement et l'avoine pubescente n'a pas été observée. D'autres dicotylédones non plus. Les conditions écologiques locales et saisonnières des secteurs semés n'étaient probablement pas favorables à leur germination. Le choix des espèces a donc une importance majeure sur le succès de la reconquête végétale ainsi que sur la pérennité des communautés en place (Kirmer et al. 2012).

Constat 4
La couverture du paillage d'inflorescences de stipes calamagrostides (fixées par un géotextile) assurerait un rôle de mulch qui améliore largement les conditions de croissance pour les végétaux et protège le sol contre l'érosion (Brofas et Varelides 2000 ; Kirmer et Mahn 2001 ; Gilardelli et al. 2016). Certaines espèces capables de se disperser jusqu'au site à restaurer ont donc bénéficié de ces nouvelles conditions pour réussir à se développer (Pakeman et al. 2002). En revanche, le poids et l'ombrage apportés par le géotextile et le paillage peuvent perturber la croissance des végétaux les moins compétitifs les premières années. Le recouvrement limité de la végétation, les premières années suivant la végétalisation, est cependant compensé par la couverture du géotextile

Constat 5
Le paillage d'inflorescences de stipes calamagrostides assure également un rôle de matériel semencier qui favorise le développement de cette espèce. En revanche, des études démontrent que ce mode de dissémination présente de moins bons résultats que par ensemencement hydraulique (Crosaz 1995). En conditions écologiques semblables à celle du site d'étude, une densité de paillage supérieure à 250 g/m^2 pourrait permettre d'avoir un recouvrement de la stipe supérieur à 10 % les années suivant la restauration.

Constat 6
Une bonne part d'individus d'espèces ensemencées se sont dispersés et développés au sein de la placette **P**. La migration d'espèces entre des sites voisins provoque une convergence de leur composition floristique (Pakeman et al. 2002 ; Baasch et al. 2012).

Constat 7
La structure de la végétation s'étant développée au sein des placettes expérimentales diffère de celle de l'écosystème de référence. En revanche, la succession végétale évolue dans la trajectoire souhaitée : vers la reprise d'espèces indigènes assurant la reconstitution de milieux herbacés sèchards. Assurer la reprise des espèces indigènes en améliorant leurs conditions de croissance ou en utilisant du matériel semencier, est une étape clef pour assurer la reconstitution d'une végétation à fort potentiel écologique.

Afin de maximiser la diversité végétale des communautés végétales futures et d'optimiser les services écosystémiques, l'utilisation de différentes techniques sur un même site peut se révéler pertinente. Elle peut l'être en bandes perpendiculaires à la pente, alternées de zones de terre nue par exemple (Baasch et al. 2012) ou en adaptant les modalités à la variabilité des contraintes locales. Cette alternance de techniques permet d'assurer la formation d'une mosaïque de milieux aux caractéristiques botaniques différentes tout en économisant du matériel et en laissant s'opérer la recolonisation spontanée. Il est également possible de combiner ces techniques pour renforcer leur rôle stabilisateur et accélérer la recolonisation végétale.

Conclusion

Après trois années de suivis des sites expérimentaux des carrières du Salève, il apparait à court terme que le semis d'espèces indigènes génère une couver-

ture du sol plus rapide, tandis que le paillage sous géotextile permet à davantage d'espèces indigènes de s'implanter. Ces techniques peuvent être d'autant plus bénéfiques sur la végétation et son biotope lorsqu'elles sont combinées et/ou alternées. Dans cette perspective, en juin 2017, des combinaisons de techniques (paillage d'inflorescences et transplantation de mottes de stipes calamagrostides combinés avec un ensemencement hydraulique) ont été testées sur de nouvelles surfaces minérales. La valorisation du potentiel écologique de ces milieux présente un enjeu de taille pour la biodiversité régionale. En effet, ces néo-biotopes locaux, pauvres en nutriments et à recolonisation lente, sont susceptibles d'héberger une multitude d'espèces et de formations végétales souvent absentes de la plaine environnante.

Remerciements

Nos remerciements aux familles Chavaz et Descombes, propriétaires des carrières pour en avoir facilité l'accès, ainsi qu'au Syndicat Mixte du Salève, pour le soutien financier de ce projet ainsi qu'à Aurélie Boissezon et Freddy Rey pour leurs remarques constructives lors de la relecture du manuscrit.

Bibliographie

- **Aronson J, Floret C, Le Floc'h E, Ovalle C, Pontanier R.** 1995. Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts. L'homme Peut-Il Refaire Ce Qu'il Défait. : 11-29.
- **Baasch A, Kirmer A, Tischew S.** 2012. Nine years of vegetation development in a postmining site : effects of spontaneous and assisted site recovery. J Appl Ecol. 49 : 251-260.
- **Bagnaresi U, Ferrari C, Muzzi E, Rossi G.** 1992. Ricerche per la sistemazione a verde di una cava di argilla. Comune Carpineti Reg Emilia Dipartimento Colt Arboree Univ Bologna Bologna.
- **Bakker JP, Poschlod P, Strykstra RJ, Bekker RM, Thompson K.** 1996. Seed banks and seed dispersal : important topics in restoration ecology. Acta Bot Neerlandica. 45 : 461-490.
- **Bonin L, Évette A, Frossard PA, Prunier P, Roman D, Valé N.** 2013. Génie végétal en rivière de montagne-Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrages bois. 318 p.
- **Bossuyt B, Honnay O.** 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration ? An overview of seed bank characteristics in European communities. J Veg Sci. 19 : 875-884.
- **Boulet L.** 1996. Approche phytoécologique de la dynamique des végétations primaires dans les carrières de roches massives. Rennes 1. 567 p.
- **Brofas G, Varelides C.** 2000. Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. Land Degrad Dev. 11 : 375-382.
- **Bullock JM, Moy I, Pywell RF, Coulson SJ, Nolan AM, Caswell H.** 2002. Plant dispersal and colonization processes at local and landscape scales. Dispersal Ecol. : 279-302.
- **Burylo M, Rey F, Mathys N, Dutoit T.** 2012. Plant root traits affecting the resistance of soils to concentrated flow erosion. Earth Surf Process Landf. 37 : 1463-1470.
- **Conrad MK, Tischew S.** 2011. Grassland restoration in practice : do we achieve the targets ? A case study from Saxony-Anhalt/ Germany. Ecol Eng. 37 : 1149-1157.
- **Cook A, Baker SW, Canaway PM, Hunt JA.** 1997. Evaluation of turf established using "liquid sod" as compared with establishment using seed and turf. J Turfgrass Sci U K.
- **Crosaz Y.** 1995. Lutte contre l'érosion des terres noires en montagne méditerranéenne. Connaiss Matér Végétal Harbacé Quantif Son Impact Sur L'érosion Univ Droit D'économie Sci-Aix-Marseille III.
- **Daget P, Poissonet J.** 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. In : Ann Agron. [place unknown].
- **Décamps H, Lesaffre B.** 2002. Restauration de la nature : vers de nouvelles références et pratiques. Aperçu de cinq années de recherche du programme « Recréer la Nature ». In : Actes Colloq Programme Natl Rech « Recréer Nature » Réhabil Restaur Créat Décosystèmes Grenoble 11-13 Sept 2001. [place unknown] : Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France, Paris (FRA).
- **Donadieu P.** 2002. Les références en écologie de la restauration. Bilan Trav Sci Équipes Rech Muséum Natl Hist Nat Lab Environ Hydreco Sur Retenue Barrage Petit Saut En Guyane Fr Études Complément Interdiscip.
- **Evrard H, Laviron F.** 1984. Remise en etat des carrieres et stabilite des fronts. Bull Int Assoc Eng Geol-Bull Assoc Int Géologie Ing. 29 : 255-259.
- **Fargione JE, Tilman D.** 2005. Diversity decreases invasion via both sampling and complementarity effects. Ecol Lett. 8 : 604-611.
- **Galin R.** 1984. La rehabilitation des carrieres apres exploitation en France. Bull Int Assoc Eng Geol-Bull Assoc Int Géologie Ing. 29 : 261-263.
- **Gentili R, Sgorbati S, Baroni C.** 2011. Plant Species Patterns and Restoration Perspectives in the Highly Disturbed Environment of the Carrara Marble Quarries (Apuan Alps, Italy). Restor Ecol. 19 : 32-42.
- **Gilardelli F, Sgorbati S, Citterio S, Gentili R.** 2016. Restoring limestone quarries : hayseed, commercial seed mixture or spontaneous succession ? Land Degrad Dev. 27 : 316-324.
- **Goodman GT.** 1974. Ecology and the problems of rehabilitating wastes from mineral extraction. Proc R Soc Lond A. 339 : 373-387.
- **Gray H.** 1982. Plant dispersal and colonisation. In : Ecol Quarr Importance Nat Veg Proc Workshop Held Monks Wood Exp Stn 23-24 Febr 1981edited BNK Davis. [place unknown] : Cambridge [England] : Natural Environ. Research Council, Inst. of Terrestrial Ecology, 1982.
- **Greulich F et Prunier P.** 2013. « Etude de la végétation des Carrières du Salève ». Rapport d'étude. 35 p.
- **Hector A, Dobson K, Minns A, Bazeley-White E, Lawton JH.** 2001. Community diversity and invasion resistance : An experimental test in a grassland ecosystem and a review of comparable studies. Ecol Res. 16 : 819-831.
- **Hodačová D, Prach K.** 2003. Spoil heaps from brown coal mining : technical reclamation versus spontaneous revegetation. Restor Ecol. 11 : 385-391.
- **Hufford KM, Mazer SJ.** 2003. Plant ecotypes : genetic differentiation in the age of ecological restoration. Trends Ecol Evol. 18 : 147-155.
- **Humphries RN.** 1981. The establishment of vegetation on quarry materials : physical and chemical constraints. Ecol Quarr. : 55-61.
- **Johnson MS, Bradshaw AD.** 1979. Ecological principles for the restoration of disturbed and degraded land. Appl Biol. 4 : 141-200.
- **Jongepierova I, Mitchley J, Tzanopoulos J.** 2007. A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. Biol Conserv. 139 : 297-305.

- **Jordan D.** 2015. La flore rare ou menacée de Haute-Savoie. [place unknown] : Naturalia Publications.
- **Joshi J, Schmid B, Caldeira MC, Dimitrakopoulos PG, Good J, Harris R, Hector A, Huss-Danell K, Jumpponen A, Minns A.** 2001. Local adaptation enhances performance of common plant species. Ecol Lett. 4 : 536-544.
- **Kirmer A, Baasch A, Tischew S.** 2012. Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. Appl Veg Sci. 15 : 198-207.
- **Kirmer A, Mahn E-G.** 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. Appl Veg Sci. 4 : 19-27.
- **Kirmer A, Tischew S, Ozinga WA, Von Lampe M, Baasch A, Van Groenendael JM.** 2008. Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes : predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. J Appl Ecol. 45 : 1523-1530.
- **Martínez-Ruiz C, Fernandez-Santos B, Putwain PD, Fernández-Gómez MJ.** 2007. Natural and man-induced revegetation on mining wastes : changes in the floristic composition during early succession. Ecol Eng. 30 : 286-294.
- **Moreno-de Las Heras M, Nicolau JM, Espigares T.** 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. Ecol Eng. 34 : 168-178.
- **Muzzi E, Roffi F, Sirotti M, Bagnaresi U.** 1997. Revegetation techniques on clay soil slopes in northern Italy. Land Degrad Dev. 8 : 127-137.
- **Pakeman RJ, Pywell RF, Wells TC.** 2002. Species spread and persistence : implications for experimental design and habitat re-creation. Appl Veg Sci. 5 : 75-86.
- **Prach K.** 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats : What information can be used in restoration practice ? Appl Veg Sci. 6 : 125-129.
- **Prach K, Hobbs RJ.** 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. Restor Ecol. 16 : 363-366.
- **Quijas S, Schmid B, Balvanera P.** 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services : a new synthesis. Basic Appl Ecol. 11 : 582-593.
- **Ranson CE, Doody JP.** 1982. Quarries and nature conservation-objectives and management. In : Ecol Quarr Importance Nat Veg Proc Workshop Held Monks Wood Exp Stn 23-24 Febr 1981edited BNK Davis. [place unknown] : Cambridge [England] : Natural Environ. Research Council, Inst. of Terrestrial Ecology, 1982.
- **Ratcliffe DA.** 1974. Ecological effects of mineral exploitation in the United Kingdom and their significance to nature conservation. Proc R Soc Lond A. 339 : 355-372.
- **Ruijven J van, Deyn GBD, Berendse F.** 2003. Diversity reduces invasibility in experimental plant communities : the role of plant species. Ecol Lett. 6 : 910-918.
- **Schiechtl HM.** 1973. Sicherungsarbeiten im Landschaftsbau ; Grundlagen, lebende Baustoffe, Methoden.
- **Scullion J.** 1992. Re-establishing life in restored topsoils. Land Degrad Dev. 3 : 161-168.
- **Tischew S, Kirmer A.** 2007. Implementation of Basic Studies in the Ecological Restoration of Surface-Mined Land. Restor Ecol. 15 : 321-325.
- **Török P, Vida E, Deák B, Lengyel S, Tóthmérész B.** 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe : an assessment of applicability of techniques and costs. Biodivers Conserv. 20 : 2311-2332.
- **Tropek R, Kadlec T, Karesova P, Spitzer L, Kocarek P, Malenovsky I, Banar P, Tuf IH, Hejda M, Konvicka M.** 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. J Appl Ecol. 47 : 139-147.
- **Walker KJ, Stevens PA, Stevens DP, Mountford JO, Manchester SJ, Pywell RF.** 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biol Conserv. 119 : 1-18.
- **Walker L, Walker J, Del Moral R.** 2007. Forging a new alliance between succession and restoration. In : Link Restor Ecol Succession. [place unknown] : Springer ; p. 1-18.
- **Wells T, Bell S, Frost A.** 1981. Creating attractive grasslands using native plant species.
- **Wiegleb G, Felinks B.** 2001. Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. Appl Veg Sci. 4 : 5-18.